Journal of Agroecology
Vol. 11, No.4, Winter 2020, p. 1467-1481

نشریه بوم شناسی کشاورزی
جلد 11، شماره 4، زمستان 1398، ص 1481-1467

ارزیابی اثرات زیست‌محیطی جو (*Hordeum vulrare* L.) آبی و دیم با استفاده از روش ارزیابی چرخه‌حیات (LCA)، (مطالعه موردی: شهرستان خرم‌آباد)

شاهین حسنی[1]، محمود رمرودی[2*]، محمدرضا اصغری‌پور[2] و ابراهیم احمدی[3]

تاریخ دریافت: 1397/02/23
تاریخ پذیرش: 1397/06/21

حسنی، ش.، رمرودی، م.، اصغری‌پور، م.ر. و احمدی، ا. 1398. ارزیابی اثرات زیست‌محیطی جو (*Hordeum vulrare* L.) آبی و دیم با استفاده از روش ارزیابی چرخه‌حیات (LCA)، (مطالعه موردی: شهرستان خرم‌آباد). بوم‌شناسی کشاورزی، 11 (4): 1481-1467.

چکیده

این بررسی با هدف مقایسه آلاینده‌های جو (*Hordeum vulrare* L.) آبی و دیم در منطقه خرم‌آباد با استفاده از روش ارزیابی چرخه‌حیات انجام شد. واحد کارکردی در این پژوهش معادل تولید یک تن محصول جو در نظر گرفته شد. از اثرات زیست‌محیطی مهم می‌توان به گرمایش جهانی، تخریب لایه اوزون، پدیده اختناق دریاچه، پتانسیل اسیدی شدن و پتانسیل سمیت انسانی اشاره کرد. اندازه‌گیری پتانسیل هرکدام از اثرات زیست‌محیطی فوق‌الذکر با توجه به معادل تولید واحد در نظر گرفته شده توسط پایگاه داده جهانی محاسبه شد. نتایج نشان داد که میزان انتشار گازهای گلخانه‌ای در اثر زیست‌محیطی گرمایش جهانی در تولید یک تن جو آبی و دیم به‌ترتیب برابر 1112/06 و 699/96 واحد معادل کیلوگرم تولید CO_2 است. در اثر زیست‌محیطی تخریب لایه اوزون این مقدار برای تولید یک تن جو آبی و جو دیم به‌ترتیب برابر 0/000228 و 0/000206 واحد معادل کیلوگرم تولید CEC_{11} محاسبه شد. پتانسیل اختناق دریاچه در تولید یک تن جو آبی و دیم به‌ترتیب برابر 2/66 و 2/71 واحد معادل تولید کیلوگرم PO_4 محاسبه شد. در طراحی یک سناریو بلندمدت برای ادامه روند تولید به‌صورت کنونی، افزایش آلاینده‌های زیست‌محیطی با توجه به انباشت آلاینده‌های سال‌های قبل افزایش پتانسیل تخریب‌های زیست‌محیطی را نشان داد. بیش‌ترین میزان شاخص نهایی زیست‌محیطی (Eco-X) به‌ترتیب مربوط به دو اثر زیست‌محیطی گرمایش جهانی 0/0163 در جو آبی، 0/0108 در جو دیم و اثر زیست‌محیطی سمیت آب‌های شیرین که در هر دو محصول 0/0144 به‌دست آمد.

واژه‌های کلیدی: اختناق دریاچه، تخریب‌های زیست‌محیطی، طراحی سناریو بلندمدت اثرات زیست‌محیطی، گرمایش جهانی

مقدمه

انسان باید در نظر داشته باشد که امروزه در برابر استفاده از منابع و ضررهایی که بر اثر جریان استخراج و استفاده از کره زمین به منابع طبیعی وارد می‌سازد مسئول است. با پیش‌روی وضعیت جمعیت کره زمین حتی در صورت استفاده درست از منابع و عدم اسراف و هدردهی آن‌ها احتمال زوال و نابودی منابع در پیش‌رو وجود دارد. بنابراین، تصمیم این‌که چگونه و به چه میزان انسان باید منابع را مصرف کند امری بسیار دشوار و نیازمند پژوهش‌ها و آنالیزهای علمی پیچیده‌ای می‌باشد.

رهیافت ارزیابی چرخه‌حیات[4] روش اتخاذ شده در پژوهش حاضر می‌باشد. با توجه به‌روش فوق که به‌اختصار LCA نامیده می‌شود، می‌توان در چارچوب مزرعه بر اساس یک‌سری ورودی که کشاورز در اختیار گیاه قرار خواهد داد و به تبع خروجی‌هایی که دریافت می‌کند یک‌سری اثرات که بر جای باقی خواهند ماند را اندازه‌گیری کرد (Brentrup et al., 2004). محصولات در طول دوره حیات خود در

1، 2 و 3- به‌ترتیب دانشجوی دکتری اگرواکولوژی، دانشیار گروه زراعت، دانشگاه زابل و دانشیار گروه زراعت، دانشگاه همدان، ایران
(*- نویسنده مسئول: Email: mramroudi42@uoz.ac.ir)
Doi: 10.22067/jag.v11i4.72652

4- Life cycle assessment

مزرعه نیازمند عملیات زراعی متفاوتی هستند که با صرف هزینه‌های مادی، فسیلی، منابع طبیعی و ... همراه است.

برای ارزیابی اثرات یک محصول یک هدف و قلمرو مطالعه باید تبیین شود که بر اساس آن اهداف محقق قادر باشد یک سیاهه چرخه‌حیات را ارزیابی نماید و ارزیابی اثرات را با توجه به سیاهه تدوین شده انجام دهد که در نهایت، تفسیر این گروه‌های تأثیر را بتواند به طریق سودمندی در اختیار سایرین قرار داده و بر مبنای آن‌ها تصمیم‌گیری نماید (Mcgregor, 2002). تعیین یک واحد عملکردی در آنالیز چرخه‌حیات می‌تواند مؤثر واقع شود. واحد عملکردی مرجعی است که ورودی و خروجی یک محصول تولید شده را به هم مرتبط می‌سازد. با داشتن چنین واحدی محقق می‌تواند سیستم‌های مختلف با ساختار متفاوت را بر اساس یک پایه و اساس مشترک مقایسه نماید (Sonesson et al., 2010).

میزان نهاده‌های ورودی (از جمله سوخت‌های فسیلی، سموم شیمیایی و کودهای معدنی)، تولید و نقل و انتقال نهاده‌های کشاورزی (نظیر تولید کودهای شیمیایی) و عملیات به‌کار گرفته شده در مزرعه (مانند شخم و برداشت) به‌ازای یک واحد عملکردی باید تعیین شود (Khorramdel, 2011). با به‌کارگیری دقیق نهاده‌های کشاورزی احتمال نزدیک شدن به استانداردهای پایداری همواره بیش‌تر خواهد شد. یکی از راه‌های حفظ منابع طبیعی و دست یافتن به توسعه پایدار و به‌ویژه کشاورزی پایدار، ارزیابی زیست‌محیطی فرایند تولید محصولات کشاورزی می‌باشد. روش ارزیابی چرخه‌حیات یک روش مورد قبول برای ارزیابی اثرات زیست‌محیطی سراسر چرخه‌حیات یک محصول می‌باشد (Mir Haji et al., 2012). ارزیابی زیست‌محیطی نظام‌های تولید گیاه جو (*Hordeum vulrare* L.) در بررسی مشابه نیز در استان خراسان انجام گرفته است، در پژوهش یاد شده روش ارزیابی چرخه‌حیات برای سنجش اثرات زیست‌محیطی مورد استفاده قرار گرفته است (Khorramdel et al., 2015).

بسیاری از محققان اظهار می‌دارند که LCA روشی برای کمّی‌سازی عملکرد زیست‌محیطی محصولات است. رتبه‌بندی عددی این روش این امکان را فراهم می‌سازد که عملکرد زیست‌محیطی محصولات از جنبه‌های تغییر اقلیم، تخلیه اوزون، اسیدی شدن، اوتریفیکاسیون، تخلیه منابع انرژی و سایر گروه‌های تأثیر زیست‌محیطی مورد آنالیز قرار گیرد. در این مدل مطالعات، ورودی‌ها بر مبنای داده‌های مربوط به مصرف کودهای شیمیایی، ماشین‌آلات، مصرف سوخت‌های فسیلی و سایر نهاده‌های تولید برای تولید محصولات مختلف جمع‌آوری می‌شوند (Esmaielpoor et al., 2015).

بر این اساس هدف از اجرای این مطالعه ارزیابی اثرات زیست‌محیطی نظام‌های جو آبی و دیم در خرم‌آباد بود.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

شهرستان مورد مطالعه برای ارزیابی محصولات خرم‌آباد واقع در استان لرستان می‌باشد. این شهرستان با طول جغرافیایی 48 درجه و 21 دقیقه و عرض جغرافیایی 32 درجه و 3 دقیقه در ارتفاع 1117 متری از سطح دریا واقع شده است. متوسط بارندگی سالیانه شهرستان مربوطه 524 میلی متر و متوسط دمای سالیانه آن 17/07 درجه سانتی‌گراد است. شرایط اقلیمی یاد شده باعث می‌شود که شهرستان خرم‌آباد در شرایط اقلیمی نیمه‌خشک قرار گیرد. شهرستان مورد نظر در یک درّه واقع در دو کوه از سلسله جبال زاگرس قرار دارد. در شهرستان مذکور دامپروری نیز رواج دارد و تولید محصولات جو آبی و جو دیم در منطقه مورد مطالعه به‌وفور به چشم می‌خورد.

نهاده‌های مربوط به مراحل مختلف تولید جو در شهرستان خرم‌آباد پس از جمع‌آوری، بررسی و دسته‌بندی شدند. تفاوت‌هایی بین نهاده‌های تولید جو به دو روش آبی و دیم مشهود است. مخصوصاً نهاده‌های مربوط به مرحله آبیاری (آب مصرفی، انرژی الکتریکی، نیروی کارگری و غیره) که در روش تولید دیم وجود ندارد. نهاده‌های مصرفی در تولید یک تن جو آبی و دیم در جدول شماره 1 موجود هستند.

بر اساس استاندارد ایزو 14044 بررسی ارزیابی چرخه‌حیات شامل چهار مرحله تعیین هدف و دامنه، تجزیه و تحلیل سیاهه، ارزیابی پیامد و گروه‌های تأثیر و در نهایت، تفسیر نتایج باشد.

هدف و حوزه مطالعه

هدف از ارزیابی چرخه‌حیات در این مطالعه اثرات زیست‌محیطی محصولات زراعی جو آبی و جو دیم در شهرستان خرم‌آباد می‌باشد. با توجه به آمار کسب شده از سازمان کشاورزی شهرستان خرم‌آباد، در سال 96 کشت گیاه جو در استان لرستان با 120 هزار هکتار سطح زیر کشت پس از گندم در رتبه دوم قرار گرفت. گیاه جو با بیش از 20

هزار هکتار سطح زیر کشت در شهرستان خرم‌آباد، پس از گندم در رتبه دوم قرار دارد. لذا با توجه به آمارهای کسب شده بررسی اثرات زیست محیطی جو در منطقه مورد مطالعه از اهمیت بسزایی برخوردار است.

جدول 1- میزان نهاده‌های مصرفی جهت تولید یک تن جو آبی و دیم در شهرستان خرم‌آباد

Table 1- The amount of inputs to produce one ton of irrigated and rainfed barley in Khorramabad

نهاده‌های تولید **Inputs**	واحد اندازه گیری **Unit**	آبی **Irrigated**	دیم **Rainfed**
بذر Seed	kg	33.87	68.58
کود اوره Urea fertilizer	kg	47.21	48.6
کود سوپرفسفات تریپل Triple super phosphate fertilizer	kg	22.11	34.74
کود سولفات پتاسیم Potassium sulfate fertilizer	kg	10.05	-
سوخت فسیلی Fuel	Lit	41.009	42.85
انرژی الکتریکی Electricity	kw	237.52	-
کارکرد تراکتور Tractor operation	H	3.99	4.61
آفت‌کش Pesticide	kg	0.611	0.977
نیروی کار انسانی Labor	H	0.29	0.43

صورت‌برداری سیاهه چرخه‌حیات

در مرحله صورت‌برداری کلیه منابع لازم در مراحل مختلف جهت تولید محصول به‌طور دقیق و موردی در نرم‌افزار وارد می‌شود و کلیه خروجی‌ها به همراه انتشارات به محیط سه‌گانه پس از بررسی فهرست‌برداری وارد می‌گردند. با توجه به اینکه دو روش مختلف تولید مورد مطالعه قرار گرفته است، حتی در مزارع کنار هم بررسی دقیق و اصولی توسط محقق بسیار حائز اهمیت می‌باشد. داده‌ها طبق گزارش‌های اکواینونت همگی از یک سطح کیفیت برخوردار نمی‌باشند و این تفاوت سطح کیفیت داده‌ها در جدول شماره 2 ارائه شده است (WFLDB, 2015).

جدول 2- اصول مربوط به جمع‌آوری داده‌ها

Table 2- Principles for gathering data

سطح داده **Data level**	تفسیر **Description**
L_0	استفاده از داده‌های پروکسی * زمانی که هیچ اطلاعات دیگری در دسترس نباشد Use proxy data * when no other information is available
L_1	مراکز داده‌های آماری مانند استفاده از آمار فائو Statistical data centers, such as the use of FAO statistics
L_2	داده‌های بدون در نظر گرفتن جزئیات مثلاً کودهای شیمیایی Data regardless of details, such as chemical fertilizers
L_3	داده‌های جمع‌آوری شده با سطح پایین جزئیات مثلاً میزان کود نیتروژن Data collected with a low level of detail, such as nitrogen fertilizer
L_4	داده‌های جمع‌آوری شده با سطح بالای جزئیات مثلاً کود نیتروژن از نوع اوره Data collected with a high level of detail, such as urea nitrogen fertilizer

*: داده‌های موجود در پایگاه داده جهانی برای محصول مورد نظر در منطقه مورد نظر

*: Data available in the ecoinvent for the desired product in the target area

با توجه به گزارش‌های اکواینونت، داده‌های مربوط به سیاهه چرخه‌حیات در پژوهش حاضر در سطح L_4 جمع‌آوری شدند. برای تعیین تعداد پرسش‌نامه نیز با توجه به تعداد کشاورزان مربوط به منطقه مورد مطالعه تصمیم‌گیری شد و تعداد پرسش‌نامه‌ها برای هر محصول با توجه به تعداد بهره‌بردارها متفاوت است. برای تعیین تعداد افراد نمونه از معادله کوکران (معادله 1) استفاده می‌شود (Snedecor & Cochran, 1989).

معادله (1)
$$n = \frac{N \times (S \times t)^2}{(N-1)d^2 + (S \times t)^2}$$

در این معادله‌ها، t: 1/96 (در سطح احتمال 95 درصد)، S: پیش آورد انحراف معیار جامعه، d: دقت احتمالی مطلوب، N: حجم جامعه و n: حجم نمونه است. با توجه به معادله ذکر شده تعداد پرسش‌نامه برای بهره‌برداران کشت آبی 28 و برای بهره‌برداران کشت دیم 69 برآورد شد.

گروه‌های تأثیر

انتخاب دستجات تأثیر باید مجموعه جامعی از موضوعات زیست‌محیطی مرتبط با سیستم محصول تحت مطالعه را با در نظر گرفتن هدف و دامنه کاربرد منعکس کند. در تحقیق حاضر بیش‌ترین هدف صدمات ناشی از تولید به محیط زیست است، بنابراین، دستجات تأثیر در رابطه با مخاطرات زیستی در راستای هدف تحقیق می‌باشد و بهترین نمود را در انتخاب شاخص‌های گروه تأثیر دارد. در ادامه بحث شناسایی نتایج سیاهه چرخه‌حیات که به بیش از یک رده پیامد یا گروه تأثیر ارتباط داشته باشند الزامی است. به‌عنوان مثال گاز SO_2 بین گروه‌های تأثیر سلامت انسان و اکوسیستم‌های خاکی و اسیدی شدن به‌طور مشترک ارتباط دارد. بنابراین، انتشار این گاز و بررسی آن در صورت‌برداری چرخه‌حیات در بیش از یک گروه تأثیر کاربرد دارد و از حساسیت بالاتری برخوردار است.

ضریب مشخص‌سازی

در قسمت ارزیابی گروه‌های تأثیر عبارت ضریب مشخص‌سازی برای آن دسته از اثرات که به‌صورت معادل بیان می‌شوند نیز کاربرد دارد. برای درک بهتر این ضریب با ذکر یک مثال شرح داده می‌شود. برای مثال گازهای دی‌اکسیدکربن، متان و اکسید نیتروز همگی بر روی گرم شدن کره زمین اثرگذار هستند ولی پتانسیل این گازها در ایجاد تغییر اقلیم متفاوت است. به این صورت که برای دی‌اکسیدکربن مقدار یک در نظر گرفته شده است و برای متان ضریب 21 و برای اکسید نیتروز این ضریب 310 می‌باشد. بنابراین، چنانچه یک کیلوگرم اکسید نیتروز در فرآیند تولید یک محصول انتشار یافته باشد آن را معادل انتشار 310 واحد، کیلوگرم دی‌اکسیدکربن در نظر می‌گیرند و به‌صورت 310 کیلوگرم دی‌اکسیدکربن بیان می‌شود. در این قسمت عدد 310 را ضریب مشخص‌سازی می‌نامند (Bare et al., 2003)، در ادامه مقادیر و ضرایب مربوط به نرمال‌سازی و وزن‌دهی گروه‌های تأثیر برای محاسبه شاخص اکوایکس[1] آورده شده است.

شاخص نهایی زیست‌محیطی (Eco-x): شاخص نهایی زیست‌محیطی پس از نرمال کردن مقادیر مربوط به گروه‌های تأثیر و وزن دهی هر گروه با استفاده از معادله 2 محاسبه شد (Brentrup et al., 2004).

معادله (2)
$$Eco - X = \sum Ni * Wi$$

که در این معادله، N_i: مقدار نرمال شده هر گروه تأثیر و W_i: مقدار مربوط به وزن‌دهی هر گروه تأثیر می‌باشد. برای وزن‌دهی گروه‌های تأثیر از شاخص‌های وزن‌دهی و مقادیر هدف برای هر محصول با توجه به معادله 3 استفاده شد (Brentrup et al., 2004).

معادله (3)
$$W_{ijk} = \frac{C_{ijk}}{T_{ijk}}$$

که در این معادله، C_{ijk}: مقدار محاسبه شده گروه تأثیر i در منطقه j درسال k می‌باشد و T_{ijk}: مقدار هدف برای گروه تأثیر i در منطقه j در سال k می‌باشد. مقادیر نرمال گروه‌های تأثیر با استفاده از مقادیر محاسبه شده غیرنرمال هر گروه تأثیر و شاخص مربوطه به آن در شرایط مرجع با استفاده از نرم‌افزار سیماپرو محاسبه شدند. مدل ریاضی نرمال کردن مقادیر گروه‌های تأثیر با استفاده از معادله 4 نیز قابل محاسبه است (Brentrup et al., 2004).

$$N_i = \frac{I_i}{NV_i}$$
معادله (4)

که در این معادله، I_i: مقدار غیرنرمال محاسبه شده گروه تأثیر i و NV_i: شاخص مربوط به نرمال کردن گروه تأثیر i در شرایط مرجع می‌باشد.

1- Eco-X index

تلفیق و تفسیر نتایج

پس از ارزیابی و آنالیز نتایج، شاخص نهایی زیست‌محیطی به گونه‌ای که شرح داده شد برای گروه‌های تأثیر متفاوت محاسبه شد. با توجه به نتایج به‌دست آمده و شاخص اکوایکس جداول و نمودارها تنظیم شد.

استفاده از پایگاه داده جهانی برای تنظیم پیش‌فرض‌ها

پایگاه داده جهانی که در تحقیق حاضر استفاده می‌شود، پایگاه داده اکواینونت[1] نام دارد. این پایگاه داده در طول زمان به کرّات بازبینی و آپدیت می‌شود که آخرین ورژن آن در زمان انجام تحقیق حاضر ورژن 3 می‌باشد. اکواینونت 3، مدل‌ها و روش‌های متفاوت‌تر و گسترده‌تری را نسبت به اکواینوت 2 در خود جای داده است. اسناد مربوط به این گستردگی و تغییرات در سایت مربوطه موجود است که با توجه به نظر محققان LCA ورژن‌های متفاوت این پایگاه داده در دسترس است.

نرم‌افزارهای مورد استفاده

نرم‌افزار مورد استفاده برای ارزیابی چرخه حیات سیماپرو[2] نام دارد که توضیحات در مورد ورژن و مشخصات نرم‌افزار در زیر ارائه شده است: Simapro 8, report version V_3, language: English.

بررسی عدم قطعیت و سنجش داده‌های تصادفی

برای جلوگیری از رشد نمایی داده‌های تصادفی از روش آماری مونت کارلو استفاده شد. کاربرد روش مونت کارلو در ریاضیات و آمار بسیار گسترده است و با استفاده از این روش، با انتخاب تصادفی یک یا تعداد محدودی پاسخ از میان پاسخ‌های موجود تلاش می‌شود تا به راه حل قابل قبولی دست یافت. این موضوع زمانی ارزش پیدا می‌کند که مجموعه آلترناتیوهای موجود برای پاسخ به یک مسئله بسیار بزرگ باشد و عملاً امکان آزمودن تمامی آن‌ها وجود نداشته باشد. برای دسترسی به‌روش مونت کارلو مربع یا توان دوم انحراف استاندارد هندسی را باید برآورد نمود و آن با علامت اختصاری GSD^2 در روش فوق نشان داده می‌شود و با استفاده از معادله 5 محاسبه شد (Roux, 2014).

1- Ecoinvent
2- SimaPro

معادله (5)

$$GSD = \exp\left(\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{n}\left(\ln\frac{A_i}{\mu_g}\right)^2}{n}}\right)$$

که در معادله بالا، دامنه اعداد (A) و فراوانی آلترناتیوها در محدوده i تا n قرار می‌گیرد و μ_g با استفاده از معادله 6 محاسبه شد.

معادله (6)

$$\mu_g = \sqrt[n]{A_1A_2\ldots A_n}$$

جهت بررسی قابلیت اطمینان پرسش‌نامه‌ها از معیار آلفای کرونباخ استفاده شد. با توجه به آزمون در نظر گرفته شده، مقدار ضریب آلفا برای پرسش‌نامه‌های جو آبی و جو دیم به‌ترتیب برابر 0/837 و 0/798 محاسبه شد. مقدار محاسبه شده نشان‌دهنده قابلیت اطمینان پرسش‌نامه‌ها در سطح مطلوب است. داده‌های آزمایش حاضر پس از سنجش از طریق روش مونت کارلو برای کیفیت هر چه بیش‌تر تحت عنوان ورودی‌های سیاهه چرخه‌حیات، در نرم‌افزار سیما پرو وارد شدند.

پکیج و بسته‌بندی نهاده‌های کشاورزی

ورود کودهای شیمیایی، بذور و سموم کشاورزی به مرز مطالعاتی قطعاً به‌صورت پکیج است. اندازه‌گیری وزنی پکیج‌های موجود و تعیین جنس آن‌ها از نکات ضروری برای رساندن داده‌های این قسمت به سطح L_4 می‌باشد. به‌عنوان مثال سم گرانستار در سال زراعی مورد مطالعه و در شهر خرم‌آباد در یک پکیج مقوایی قابل تهیه بود، پس از باز کردن سم درون یک پکیج پلی‌اتیلنی قرار داشت. برای تهیه داده‌های دقیق‌تر و با بالاترین جزئیات وزن پکیج مقوایی به داده‌های مقوا درون سیاهه اضافه و وزن قوطی پلی‌اتیلنی نیز به داده‌های مربوطه در سیاهه چرخه‌حیات اضافه شد.

نتایج و بحث

پس از ارزیابی داده‌های مربوط به سیاهه چرخه‌حیات جو آبی و دیم، نتایج به‌دست آمده مربوط به گروه‌های تأثیر این بررسی در جدول 3 قابل مشاهده است. با توجه به دو روش تولید کشت جو، مهم‌ترین اختلاف در کشت جو آبی و دیم مصرف انرژی الکتریکی بسیار بالا و انجام امورات مربوط به آبیاری در کنار مصرف بیش‌تر سوخت فسیلی می‌باشد. در تحقیقات انجام شده بر روی سهم مصرف

انرژی الکتریکی برای پمپاژ آب آبیاری در فرآیند کشاورزی، مشاهده شده است که انتشارات زیست‌محیطی فرآیند مذکور برابر 830-230 واحد معادل کیلوگرم تولید CO_2 در مناطق مختلف می‌باشد. بنابراین، مدیریت آب آبیاری و استفاده از فرآیندهایی با صرفه‌جویی بیش‌تر نظیر آبیاری بارانی و قطره بسیار قابل توصیه است (Schlesinger, 1999; Ghasempour, 2016).

البته نباید از نظر دور داشت که مصرف انرژی بیش‌تر در کشت های آبی، در نهایت، منجر به عملکرد بالاتر خواهد شد. لذا در مناطقی که بارندگی برای انجام فرآیند کشاورزی به‌صورت دیم فراهم است و احتمال تحمل عملکرد کم‌تر وجود دارد با مصرف نهاده اولیه کم‌تر، آلایندگی‌های مربوطه به سطح پایین‌تری تنزل پیدا خواهند کرد.

جدول 3- مقادیر غیرنرمال و نرمال شده مربوط به گروه‌های تأثیر آزمایش

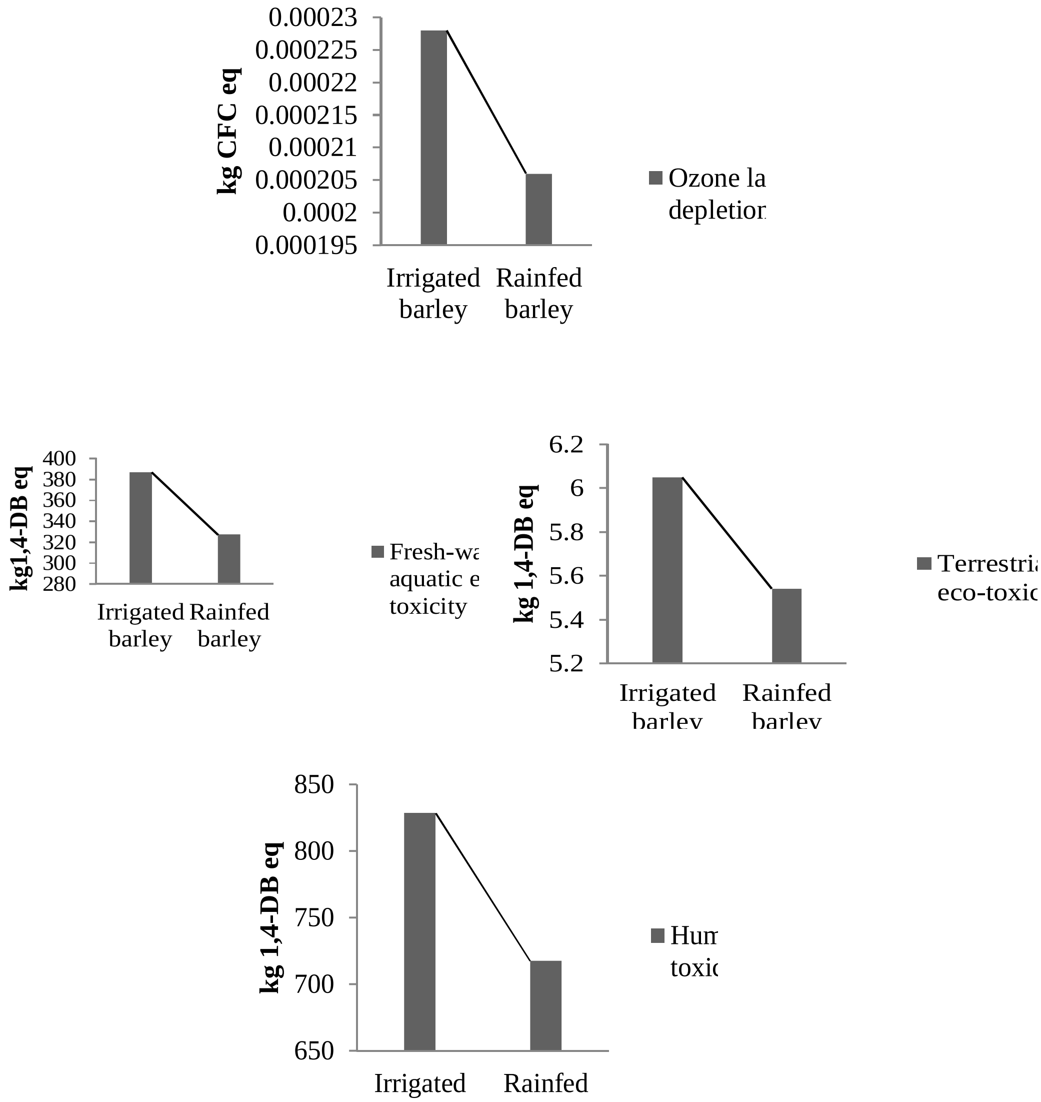
Table 3- Abnormal and normalized values related to impacts assessment

گروه‌های تأثیر Impacts assessment	واحد محاسباتی Unit	مقادیر غیرنرمال جو آبی Abnormal irrigated barley value	خطای استاندارد Standard error of the mean (SEM)	مقادیر نرمال شده جو آبی (واحد) Normalized irrigated barley value	مقادیر غیرنرمال جو دیم Abnormal rainfed barley value	خطای استاندارد Standard error of the mean (SEM)	مقادیر نرمال شده جو دیم (واحد) Normalized rainfed barley value
گرمایش جهانی Global warming	kg CO_2 eq.	1112.06	58.39875	1.76E-10	699.96	16.7357	1.85E-10
تخریب لایه اوزون Ozone layer depletion	kg CFC eq.	0.000228	0.00001917	1.17E-12	0.000206	0.0000289	1.22E-12
اوتریفیکاسیون Eutrophication	kg PO_4 eq.	2.66	0.04293	2.00E-10	2.71	0.04189	2.48E-10
سمیت انسانی Human toxicity	kg 1,4-DB eq.	828.5838	38.6622	5.91E-11	717.4757	11.8470	6.69E-11
سمیت بوم‌نظام آب شیرین Fresh-water aquatic eco-toxicity	kg 1,4-DB eq.	386.7724	29.00886	4.09E-10	327.9077	7.2464	4.82E-10
سمیت بوم‌نظام خاکی Terrestrial eco-toxicity	kg 1,4-DB eq.	6.055468	0.11447	6.6E-11	5.543209	0.1629	9.59E-11

با توجه به مقادیر به‌دست آمده موجود در جدول 3، میزان تولید انتشار گازهای گلخانه‌ای برای تشدید تهدیدات گرمایش جهانی در تولید یک تن جو آبی برابر 1112/069 واحد معادل تولید کیلوگرم CO_2 می‌باشد. پتانسیل اوتریفیکاسیون واحد عملکردی محصول مورد نظر در شهرستان خرم‌آباد 2/66 کیلوگرم معادل تولید PO_4 برآورد شده است. در آزمایش مشابه بر روی گیاه جو آبی میزان پتانسیل اوتریفیکاسیون را تحت نام پتانسیل اختناق دریاچه در شهرستان مشهد برابر تولید معادل 2/42 کیلوگرم PO_4 اعلام داشتند. پتانسیل انتشار گازهای گلخانه‌ای برای تهدید گرمایش جهانی توسط این محققان در کشت جو آبی برابر 898/24 واحد معادل کیلوگرم تولید CO_2 بیان شده است (Khorramdel et al., 2015). پتانسیل گرمایش جهانی برای تولید یک تن جو دیم برابر تولید معادل 699/96 کیلوگرم CO_2 در نظر گرفته شد. در آزمایشی مشابه بر روی گیاه جو دیم در مشهد این پتانسیل را برای یک تن جو دیم میزان 604/66 کیلوگرم معادل تولید دی‌اکسیدکربن اعلام کردند (Khorramdel et al., 2015).

با توجه به شکل 1 در گروه‌های تأثیر مورد بررسی، نتایج عددی به‌دست آمده افزایش میزان اثرات زیست‌محیطی در تولید یک تن جو به‌روش آبی و دیم را نشان می‌دهد. احتمال این‌که هدررفت و آبشویی عناصر غذایی و کودهای شیمیایی در هر دو مدل زراعت جو مشابه باشد، با توجه به بارندگی‌های موجود در منطقه در زمان کوددهی و سم‌پاشی وجود دارد. البته با توجه به مصرف انرژی

الکتریکی در زراعت جو آبی و انجام عملیات آبیاری ایـن مسـئله در انتشار گازهای گلخانه‌ای متفاوت‌تر عمـل خواهـد کـرد. تفـاوت در پتانسیل گرمایش جهانی در زراعت جو آبی بسیار پررنـگ‌تـر نشـان داده شده است. با توجه به شـکل 2 پتانسـیل گرمـایش جهـانی در زراعت جو آبی در شهرستان خرم‌آبـاد تفـاوت قابـل ملاحظـه‌ای بـا زراعت مشابه جو دیم در منطقه مورد مطالعه دارد.



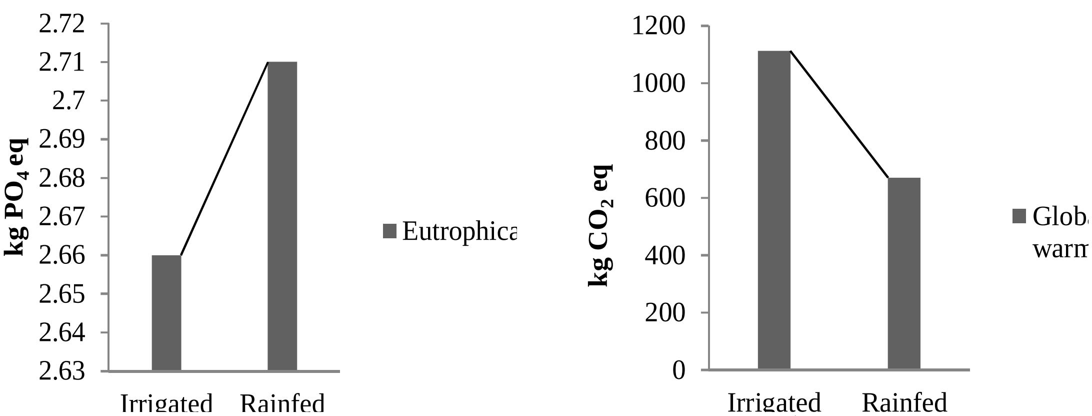
شکل 1- مقایسه گروه‌های تأثیر تخریب لایه اوزون، سمیت انسانی، بوم‌نظام خاکی و بوم‌نظام آب شیرین به‌ازای تولید یک تن جو آبی و دیم در خرم‌آباد

Fig. 1- Comparison of impacts assessment by ozone layer depletion, human toxicity, terrestrial eco-toxicity and fresh-water aquatic eco-toxicity for producing one ton of irrigated and rainfed barley in Khorramabad

آسیب به لایه اوزون توسط مواد شیمیایی کلر و برم، مقـدار نـور مضر ماوراء بنفش که باعث گرم شدن سطح زمین می‌شود را افزایش می‌دهد. پتانسیل تخلیه اوزون با واحد مرجع معـادل کیلـوگرم تولیـد CFC-11 نشان داده می‌شود. مقدار بسـیار زیـادی از عوامـل انتشـار آلاینده‌های مربوط به این اثر زیست‌محیطی ناشی از مصرف آفت‌کش و علف‌کش‌ها در طی فرآیند کشاورزی می‌باشد. کلرو فلوئوروکربن‌ها مهم‌ترین مـوادی هسـتند کـه دارای خاصـیت تخریـب لایـه اوزون می‌باشند (Guinee, 2002).

در زراعت جو به‌صورت فاریاب یا دیم تفاوت‌هایی در افزایش یا کاهش مصرف نهاده‌های کشاورزی، اختلافاتی در مصرف انرژی‌های متفاوت، مکانیزاسیون، نیروی انسانی و منابع محیطی دیده می‌شود (جدول 1). هرکدام از موضوعات مطرح شده به نوعی با افزایش یا کاهش سطح مصرف می‌توانند در انتشار آلاینده‌های زیست‌محیطی نقش متفاوتی داشته باشند. افزایش مکانیزاسیون و به دنبال آن افزایش استفاده از سوخت‌های فسیلی خود به‌صورت مستقیم بر افزایش انتشار گازهای گلخانه‌ای مؤثر است. این مسئله تنها در یک گروه تأثیر اثرگذار نخواهد بود و علاوه‌بر افزایش پتانسیل گرمایش جهانی، بر پتانسیل تخریب لایه اوزون نیز تأثیراتی خواهد گذاشت.

با توجه به شکل 1 تفاوت در پتانسیل تخریب لایه اوزون در تولید جو به دو روش زراعت آبی و دیم مشهود است. لازم به ذکر است که تفاوت یاد شده تنها به‌علت افزایش سوخت فسیلی و افزایش مکانیزاسیون در زراعت دیم نیست. اضافه شدن مصرف انرژی الکتریکی، فرآیند آبیاری، افزایش مصرف کودهای شیمیایی، سموم شیمیایی و ... نقش بسزایی در افزایش قدرت پتانسیل تخریب لایه اوزون در زراعت جو به‌روش آبی ایفا خواهند کرد.



شکل 2- مقایسه گروه‌های تأثیر پتانسیل گرمایش جهانی و پتانسیل اختناق دریاچه به‌ازای تولید یک تن جو آبی و دیم در خرم‌آباد

Fig. 2- Comparison of impacts assessment by global warming and eutrophication for producing one ton of irrigated and rainfed barley in Khorramabad

نیترات و فسفات برای حیات گیاه ضروری است امّا افزایش غلظت آن‌ها در آب باعث رشد بیش از حد جلبک در آب‌های شیرین می‌شود. در ادامه این امر باعث کاهش اکسیژن آب شده و در نهایت، مقدمات زوال اکوسیستم را به دنبال خواهد داشت (Guinee, 2002). میزان پتانسیل اوتریفیکاسیون در تحقیق حاضر در شهرستان خرم‌آباد برای یک تن جو آبی برابر 2/66 واحد معادل کیلوگرم تولید PO_4 و برای یک تن جو دیم برابر 2/71 واحد معادل کیلوگرم تولید PO_4 محاسبه شده است. در برخی مطالعات بیش‌ترین میزان انتشار آلاینده‌های مربوط به اوتریفیکاسیون (اختناق دریاچه) را استفاده از ماشین‌آلات کشاورزی جهت انجام عملیات زراعی و مصرف کودهای نیتروژن در فرآیند کشاورزی تولید گندم اعلام داشته‌اند (Ghasempour, 2016).

با توجه به نمودار شکل 2، پتانسیل اختناق دریاچه برای جو دیم بیش‌تر از جو آبی می‌باشد و سمیت اکوسیستم‌های خاکی بالاتر در زراعت جو به‌صورت آبی بیش‌تر از زراعت دیم این محصول است. افزایش سمیت در اکوسیستم‌ها در جو آبی ممکن است به‌دلیل مصرف بالاتر کودهای شیمیایی در زراعت آبی این محصول باشد. در خلال افزایش مواد غذایی کاربرد بیش‌تر سموم کشاورزی در زراعت‌های آبی نیز بی‌تأثیر نیست.

کاهش مصرف انرژی و نبود فرآیند آبیاری در جو دیم، کاهش مصرف نهاده‌های محیطی، کشاورزی و انرژی را به ارمغان می‌آورد. افزایش میزان مصرف انرژی الکتریکی به‌شدت بر روی انتشار گازهای گلخانه‌ای اثرگذار است و مصرف سوخت فسیلی از مهم‌ترین عوامل انتشار گازهای گلخانه‌ای و افزایش گرمایش جهانی در بین فرآیندهای مطالعه شده در تحقیق حاضر بوده است (Schlesinger, 1999; Ghasempour, 2016). بنابراین، یکی از دلایل افزایش مقادیر عددی گروه‌های تأثیر می‌تواند حضور نهاده‌های یاد شده در سیاهه

چرخه‌حیات باشد. با توجه به این موضوع از لحاظ مشاهده مقادیر عددی، بیان اینکه تولید جو به‌روش دیم در بیش‌تر گروه‌ها اثرات زیست‌محیطی کم‌تری را به دنبال دارد کاملاً منطقی است. با توجه به کاهش عملکرد در زراعت دیم راهکار برای کاهش اثرات زیست‌محیطی تنها اکتفا به نوع زراعت نیست، لذا کشت به‌صورت دیم نیز نیازمند مدیریت صحیح و تخفیف در اثرات زیست‌محیطی می‌باشد. مقادیر عددی غیرنرمال به‌دست آمده هر گروه تأثیر تنها سهم کوچکی را از بیان اثر زیست‌محیطی آن گروه تأثیر نشان می‌دهد (Brentrup et al., 2004; ISO, 2000).

هدف نرمال کردن گروه‌های تأثیر درک بهتر اثرات زیست‌محیطی مورد مطالعه می‌باشد. مقادیر عددی با توجه به شاخص‌های مرجع اثرات زیست‌محیطی مختلف در یک منطقه و یا مناطق مشابه منطقه مرجع نرمال می‌شوند. پس از نرمال‌سازی گروه‌های تأثیر وزن‌دهی با توجه به فاکتورهای وزن‌دهی منتخب برای هر گروه تأثیر انجام می‌شود؛ و با در اختیار داشتن داده‌های ذکر شده، شاخص نهایی زیست‌محیطی[1] برای درک نقش اصلی گروه‌های تأثیر محاسبه شد. فاکتورهای وزن‌دهی و مقادیر شاخص نهایی زیست‌محیطی در جدول 4 در دسترس هستند (Brentrup et al., 2004; Wang & Wu, 2009).

با در نظر گرفتن نتایج به‌دست آمده مربوط به شاخص نهایی زیست‌محیطی، بیش‌ترین تأثیرات زیست‌محیطی در گروه‌های تأثیر گرمایش جهانی و سمیت بوم‌نظام آبی مشاهده شد. در ادامه گروه‌های تأثیر سمیت انسانی، اوتریفیکاسیون و سمیت بوم‌نظام خاکی به‌ترتیب در درجه بعدی اولویت قرار دارند. لازم به ذکر است که گروه تأثیر تخریب لایه اوزون کم‌ترین میزان از شاخص نهایی زیست‌محیطی را به خود اختصاص داده است. البته با توجه به مقادیر عددی کم‌ترین میزان از شاخص یاد شده به‌منظور نادیده گرفتن اثرات زیست‌محیطی این گروه تأثیر نیست. تنها اولویت‌بندی در گروه‌های تأثیر و استفاده از شدت اثرات زیست‌محیطی در مدیریت اصلاحی مد نظر است.

بنابراین، با توجه به یافته‌های تحقیق یک مدیریت اصلاحی برای تولید جو به هر دو روش زراعت دیم و آبی باید اعمال شود. تولید جو با توجه به معیارهای دوستی با طبیعت تنها با اصلاح الگوی تولید در هر دو مدل زراعت امکان‌پذیر است. یک مدیریت اصلاح شده می‌تواند با در نظر گرفتن زیرساخت‌های تولید و ارائه برنامه‌های دقیق‌تر مصرف کودهای شیمیایی، سموم شیمیایی، سوخت فسیلی و سایر نهاده‌های تولید، می‌تواند به سمت تولید سبز با حداقل آلایندگی پیشرفت نماید.

لازم به ذکر است که آلاینده‌های زیست‌محیطی در سال‌هایی که همین روند تولید وجود دارد با انباشته شدن در طبیعت افزایش خواهند یافت و مقادیر ذکر شده در تحقیق حاضر تنها بر پایه ارزیابی سال مورد مطالعه می‌باشد. لذا ارائه یک سناریو برای ادامه روند تولید به‌صورت فعلی لازم و ضروری می‌باشد. برای پیش‌بینی در آینده و ارائه سناریو بر پایه نتایج به‌دست آمده سه چرخه‌حیات جداگانه از نهاده‌های تولید در نظر گرفته شد. چرخه‌های حیات در نظر گرفته شده عبارتند از: چرخه‌حیات مصرف کودهای شیمیایی، چرخه‌حیات مصرف سموم شیمیایی و چرخه‌حیات مصرف سوخت‌های فسیلی که نتایج آن در ادامه ارائه شده است.

پس از ارزیابی سناریو چرخه‌حیات تغییری در انتشار گازهای گلخانه‌ای مشاهده نشد زیرا کاملاً به مصرف نهاده‌ها وابسته است و فرض در سناریو پیش‌بینی شده مصرف نهاده‌های سال مورد مطالعه است. امّا در میزان درصد رده سمیت اکوسیستم خاکی در قسمت سموم شیمیایی افزایش وجود داشت.

1- Eco-X index

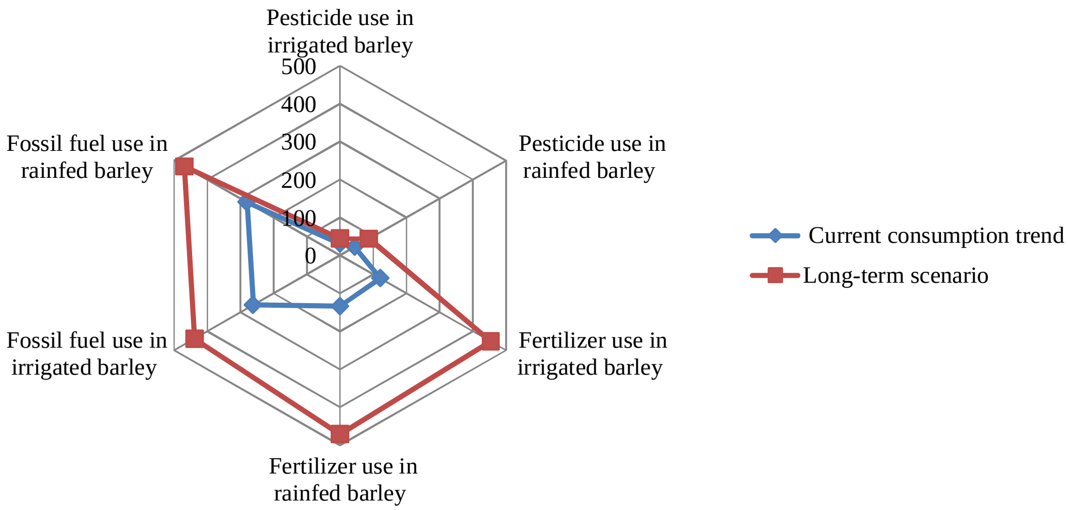
جدول 4- شاخص وزن‌دهی و مقادیر شاخص نهایی زیست‌محیطی مربوط به گروه‌های تأثیر متفاوت به‌ازای تولید یک تن جو آبی و دیم در خرم‌آباد

Table 4- Weighing index and Eco-X values for different impacts assessment for producing one ton of irrigated and rainfed barley in Khorramabad

گروه‌های تأثیر Impact assessment	فاکتور وزن‌دهی Weighting factor	شاخص نهایی زیست‌محیطی جو آبی ECO-X of irrigated barley	شاخص نهایی زیست‌محیطی جو دیم ECO-X of rainfed barley
گرمایش جهانی Global warming	0.12	0.0163	0.0108
سمیت انسانی Human toxicity	0.14	0.0035	0.00343
سمیت بوم‌نظام آب‌های شیرین Fresh-water aquatic eco-toxicity	0.11	0.0144	0.0144
سمیت بوم‌نظام خاکی Terrestrial eco-toxicity	0.09	0.0000224	0.0000591
اوتریفیکاسیون Eutrophication	0.12	0.0000443	0.000056
تخریب لایه اوزون Ozone layer depletion	0.13	2.05E-11	1.93E-11

لازم به ذکر است که اثرات سوء زیست‌محیطی مصرف سموم شیمیایی سالانه مرتفع نخواهند شد و انباشت آن‌ها در محیط زیست اثرات زیان‌باری را به دنبال خواهد داشت. با توجه به اهمیت مهم اثرات زیست محیطی برای زندگی بشر بر روی کره خاکی سناریو طولانی‌مدت در محدوده اثر زیست‌محیطی سمیت انسانی بررسی خواهد شد.

چرخه‌های حیات در نظر گرفته شده برای تمام اثرات زیست‌محیطی قابل پیش‌بینی است. در بعضی اثرات به‌علت استانداردهای در نظر گرفته شده و پتانسیل تولید در منطقه مورد مطالعاتی، امکان محاسبه تغییرات در روند زمانی مشکل است. در اثر زیست‌محیطی گرمایش جهانی و به دنبال آن انتشار گازهای گلخانه‌ای، برای هر محصول یک پتانسیل تولید با توجه به مصرف نهاده‌های اولیه صورت گرفته است. در پایگاه داده جهانی مورد استفاده در نرم‌افزار سیماپرو نیز این داده‌های پیش فرض در طول زمان برای این اثر زیست‌محیطی ثابت در نظر گرفته شده است. علت این امر احتمالاً به‌دلیل ثابت نبودن انتشارات در یک منطقه مورد مطالعه و سیالیت اتمسفر، باعث انتشار مجدد آن‌ها در سایر مناطق می‌شود.



شکل 3- نمودار آمیبی مربوط به سناریو بلندمدت سمیت انسانی در تولید جو آبی و جو دیم

Fig. 3- Long-term scenario of human toxicity in the production of irrigated barley and rainfall barley

با توجه به یافته‌های این پژوهش مصرف کودهـای شـیمیایی و سموم شیمیایی در کشت جو به‌صورت دیم نسبت به زراعت آبی جـو تأثیر بیش‌تری بر جا گذاشته و احتمالاً به‌علت افزایش زمین مورد نیاز برای تولید یک تن جو به‌روش دیم است. مانـدگاری مـواد شـیمیایی مورد استفاده به‌علت عدم آبیاری و مصرف آب کم‌تر و بـه دنبـال آن آب‌شـویی کـم‌تـر در محـیط بـیش‌تـر اسـت. پایـه‌گـذاری سـناریو طولانی‌مدت در تحقیق حاضر بر مبنای سیالیت محـیط قـرار گرفتـه است. در مورد ماندگاری مواد در منطقه مورد مطالعه در طـول زمـان ابتدا کم‌ترین سیالیت مربوط به محیط‌های خاکی می‌باشد و درجه دوم مربوط به سیالیت محیط‌های آبی و در نهایت، سیالیت اتمسفر مـورد نظر است. به این دلیل پـیش‌بینـی یـک سـناریو بلندمـدت در مـورد تخریب لایه اوزون و انتشار گازهای گلخانه‌ای اتمسفر در منطقه مورد مطالعه امکان‌پذیر نیست.

یک عقیده و باور عمومی در بین کشاورزان ایرانی وجود دارد بـر این مبنا که مصرف بیش‌تر کودهای شیمیایی و آبیاری بیش‌تر منجر به افزایش عملکرد محصول و به دنبال آن افـزایش سـود حاصـل از فرآیند کشاورزی می‌گردد. لازم به ذکر است که بسیاری از کشاورزان اقدام به مصرف کل کود نیتروژن مورد نیاز محصول، در زمان کاشت می‌نمایند. برای کاهش اثرات زیست‌محیطی یاد شده باید توجه داشت که کود ازته بسیار فرّار بوده و مصرف کود به این صورت بیش‌تـرین انتشارات زیست‌محیطی را به دنبال خواهد داشـت. بنـابراین، کـاهش میزان مصرف کود اوره و کودهای مشابه شیمیایی و جایگزینی آن‌ها با منابع دوستدار محیط زیست از قبیـل کـود سـبز، اسـتفاده مفیـد از نیتروژن تثبیت شده از اتمسفر، استفاده از کمپوست، تناوب صـحیح و ... می‌تواند جنبه‌های زیست‌محیطی تولید محصول را تقویت نمایـد و باعـث تخفیـف اثـرات زیسـت‌محیطـی گـروه‌هـای تـأثیر شـود (Ghasempour, 2016).

در اغلب مزارع مورد مطالعه در خـرم‌آبـاد، اسـتفاده از روش‌هـای خاک‌ورزی سنتی که همراه با برگرداندن کامل خاک و صرف انـرژی زیاد همراه است، متداول است. عملیات خاک‌ورزی با انتشار CO_2 نیز در ارتباط است چـرا کـه سـوخت‌هـای فسـیلی بـه‌طـور مسـتقیم در تراکتورهــای کشــاورزی مــورد اســتفاده قــرار مــی‌گیرنــد. انجــام خاک‌ورزی‌های حفاظتی و استفاده از ماشین‌آلات چندکاره برای تلفیق چند عملیات در یک مرحله می‌تواند در کاهش اثرات زیسـت‌محیطـی بسیار مؤثر واقع شود. تولید و عرضه سوخت در ماشین‌آلات کشاورزی در مزارع انتشار گازهای گلخانه‌ای را به دنبال خواهد داشـت (West & Marland, 2002; Ghasempour, 2016).

مدیریت مصرف سموم شیمیایی بسیار حائز اهمیت اسـت. انجـام یک مدیریت تلفیقـی مناسـب مـی‌توانـد در کـاهش مصـرف سـموم کشاورزی موفق عمل نماید. برای کاهش مصرف سموم شیمیایی ابتدا دستگاه سم‌پاش خارج از مزرعه بایـد کـالیبره شـود. از روش مبـارزه بیولوژیک و تناوب‌های صحیح زراعی نیـز بـه‌صـورت تلفیقـی بایـد اسـتفاده شـود. در تحقیقـی کـه بـر روی تحلیـل اقتصـادی منـافع زیست‌محیطی انجام گرفته است، در استان خوزستان مشخص گردیده که با استفاده از روش تلفیقی مدیریت آفـات و بیمـاری‌هـا، مصـرف سموم شیمیایی به‌میزان 52/27 درصد کاهش می‌یابد. به نظر می‌رسد استفاده از روش‌های آموزشی، ترویجی و حمـایتی در جهـت تشـویق بیش‌تر کشاورزان در استفاده از یک مدیریت تلفیقی می‌توانـد بسـیار موفق عمل نماید (Hosainzade et al., 2010).

نتیجه‌گیری

با توجه به نتایج به‌دست آمـده، ارزیـابی اثـرات زیسـت‌محیطـی به‌ازای تولید یک تن جو به دو روش تولید آبی و دیم متفاوت می‌باشد. البته نباید از نظر دور داشت که تولید در واحد سطح نیز از درجه بالایی از اهمیت برخوردار است. با توجه به مسئله امنیت غذایی و کمبود مواد غذایی در جهان کشت به‌صورت کم‌تـرین صـدمات زیسـت‌محیطـی همیشه قابل اجرا نیست. در تحقیق حاضر با توجه به اینکـه تولیـدات زیست‌محیطی و انتشار آلاینده‌های برخی گروه‌های تأثیر در کشت جو دیم به مراتب کم‌تر اسـت، لـذا راهکارهـای مـدیریتی خاصـی بـرای پیشنهادات باید لحاظ شود. با توجه به کاهش عملکرد در سطح تولید یک تن جو به‌روش دیم نیازمند اشغال زمین بیش‌تری نسبت به روش تولید آبـی اسـت. بنـابراین، پـس از نرمـال کـردن داده‌هـای اثـرات زیست محیطی با توجه به داده‌های مربوط به اثـرات زیسـت‌محیطـی مرجع، گروه‌های زیست‌محیطی ارزیابی شده برای تولید یک تن جـو دیم تفاوت‌های آماری چندانی با روش تولید آبی نشان ندادند.

نتایج این مطالعه نشان داد که مقادیر انتشارات گازهای گلخانه‌ای در تولید یک تن جو دیم کم‌تر از تولید یک تن جو آبـی اسـت. مـرز مورد مطالعه در تحقیق حاضر یک هکتار مزرعه جـو در نظـر گرفتـه

شده است و زمین اشغال شده برای زراعت جو دیم به مراتب بیش‌تـر از جو آبی است. با توجه به توضیحات فوق جو آبی با پتانسیل کم‌تـر اشغال زمین برای تولید یک تن، در مرز مطالعاتی عملکرد بالاتری را تولید خواهد نمود و در نهایت، فرآیند تولید در یک مزرعـه جـو آبـی بیش‌تر از یک مزرعه جو دیم انتشار گازهای گلخانه‌ای را بـه دنبـال خواهد داشت. لازم به ذکر است کـه واحـد عملکـردی مطالعـاتی در آزمایش حاضر تولید یک تن جو در نظر گرفته شده است.

سپاسگزاری

بدین وسیله از حمایت مالی در چاپ مقاله که از محـل اعتبـارات معاونت پژوهشی دانشگاه زابل به شماره 10/96/2371/پ تأمین شده، سپاسگزاری می‌گردد.

References

Bare, J., Norris, O., Pennington, W., and Mckone, T., 2003. TRACI: The tool for the reduction and assessment of chemical and other environmental impacts. Journal of Industrial Ecology 6: 49-78.

Brentrup, F., Kusters, J., Lammel, J., Barraclough, P., and Kuhlmann, H., 2004. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment (LCA) methodology II. The application N fertilizer use in winter wheat production systems. European Journal of Agronomy 20: 265-279.

Brentrup, F., Küsters, J., Kuhlmann, H., Lammel, J., 2004. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment methodology: I. Theoretical concept of a LCA method tailored to crop production. European Journal of Agronomy 20(3): 247-264.

Ghasempour, A., 2016. Assessment of environment impact of egg production chain using life cycle assessment (LCA). Msc Dissertation. Faculty of agriculture, Bu-Ali sina university, Iran. (In Persian whit English Summary)

Guinee, J.B., 2002. Handbook on life cycle assessment operational guide to the ISO standards. The international Journal of Life Cycle Assessment 7: 311-313.

Hosainzade, J., Shorafa, S., and Dashti, G., 2010. Economic analysis of environmental pest management plans (in the fields of Khuzestan province). Journal Iranian Agricultural Economics and Development Research 2(3): 267-274.

McGregor, M., 2002. A primer in environmental life cycle (LCA) for Australian grains. Muresk institute of agriculture, published by Curtin University of technology Northam. Western Australia 6401.

ISO., 14044. 2006. Environmental management- Life cycle assessment- Requirements and Guidance. http://www.grida.no/climate/ipcc/regional/index.html (verified 5 September 2007).

ISO (International Organization for Standardization)., 2000. Environmental management—life cycle assessment—life cycle impact assessment. International Standard ISO 14042:2000. ISO, Geneva.

Khorramdel, S., 2011. Evaluation of the potential of carbon sequestration and Life Cycle Assessment (LCA) approach in different management systems for corn. PhD Dissertation, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Iran. (In Persian with English Summary)

Khorramdel, S. Ghorbani, R., and Amin Ghafuri, A., 2015. Comparison of environmental impact for dryland and irrigated barley agroecosystems by using life cycle assessment (LCA) methodology. Journal Plant Production Research. 22(1): 243-264. (In Persian with English Summary)

McGregor, M., 2002. A primer in invironmental life cycle (LCA) for Australian grains. Muresk institute of agriculture, published by Curtin University of technology Northam. Western Australia 6401.

Mir Haji, H., Abbaspoor Fard, H., and Mahdavi Shahri, S.M., 2012. Study of environmental impact assessment of sugar beet production (*Beta vulgaris* L.) by using life cycle assessment methodology in Khorasan province. Journal of Agroecology 4(2): 112-120. (In Persian with English Summary)

Roux, P., 2014. Uncertainty in life cycle assessment and ecoinvent-memorandum. Available at website: http//www.ecounvent.com, verified 20 October 2014. (In French with English Summary)

Schlesinger, W.H., 1999. Carbon and agriculture: carbon sequestration in soil. Journal of Science 284(5423): 2095.

Simapro 8. 2017. Report version V_3, language: English. Other information available at: http//www.Simapro.com

Esmaielpoor, B., Khorramdel, S., and Amin Ghafuri, A., 2015. Study of environmental impact for potato agroecosystems of Iran by using life cycle assessment (LCA) methodology. Journal Plant Production Research 8(3): 199-224. (In Persian with English Summary)

Snedecor, G.W., and Cochran, W.G., 1989. Statistical Methods. Iowa State University Press.

Sonesson, U. Berlin, J., and Ziegler, F., 2010. Environmental assessment and management in the food industry, Woodhead Publishing Series in Food Science, Technology and Nutrition, Number 194.

Wang, M., and Wu, W., 2009. Life cycle assessment of the winter wheat-summer maize production system on the north china plain. International Journal of Sustainable Development and World Ecology 14(2): 157-161.

Watson, R.T., Zinyowera, M.C., and Moss, R.H., 2006. IPCC Special Report on the Regional Impacts of Climate Change. An Assessment of Vulnerability. Intergovernmental Panel on Climate Change. Available at Web site.

West, T.O., and Marland, G., 2002. A synthesis of carbon sequestration, carbon emission and net carbon flux in agriculture: comparing tillage practices in the United States. Journal of Agriculture, Ecosystems and Environment 91: 217-223.

WFLDB (World Food LCA Database). 2015. Methodological Guideline for the life cycle inventory of Agricultural products. Available on website: http://www.quantis-intl.com (15 July 2015).

Journal of Agroecology
Vol. 11, No.4, Winter 2020, p. 1467-1481

نشریه بوم شناسی کشاورزی
جلد 11، شماره 4، زمستان 1398، ص 1481-1467

The Main Differences of Irrigated and Rainfed Barley (*Hordeum vulrare* L.) in Term of Pollutants Emissions in Khorramabad Using LCA

S. Hassani[1], M. Ramroodi*[2], M.R. Asghripour[2] and E. Ahamadi[3]

Submitted: 13-05-2018
Accepted: 12-09-2018

Hassani, S., Ramroodi, M., Asghripour, M.R. and Ahamadi, E. 2020. The main differences of irrigated and rainfed barley (*Hordeum vulrare* L.) in term of pollutants emissions in Khorramabad using LCA. Journal of Agroecology. 11 (4): 1467-1481.

Introduction
Expanding the global population and their requirement for water, food, and energy is a challenge that is compounded by increased pressure on natural resources. The decision on how and to what extent humans need to consume resources, requires precise and sophisticated scientific research and analysis. In this study, Life Cycle Assessment (LCA) methodology has been used. According to this method, it is possible to measure any performance of any given farm on the basis of the number of inputs that the farmer will provide to the plant and the outputs of it. To evaluate the effects of a production process, a goal and scope of the study should be explained, then it can be used to assess a life cycle inventory and to carry out an impact assessment. The goal of this study was to compare the environmental effects of irrigated and rainfed barley in Khorramabad.

Materials and Methods
The LCA includes the definition of the goal and scope, the analysis of the inventory, the impact assessment, and the interpretation of the results. The data was collected from farmers through questionnaires. The selection of impact assessments should reflect the comprehensive set of environmental issues associated with the product system under study, taking into account the goal and scope. The designed functional unit for the present study is to produce one ton of grain yield. SimaPro and ecoinvent-3 are used for LCA.
For investigating uncertainty and measuring random data, the Monte Carlo statistical method is used to prevent the exponential growth of data. To access the Monte Carlo method, the square or second power of geometric standard deviation must be estimated and it is indicated by the GSD2 method.

Results and Discussion
The great difference between irrigated and rainfed barley was due to inputs of electricity and irrigation. More energy consumption in irrigated crops resulted in higher yield at this condition. The amount of greenhouse gases (GHGs) emissions in producing one ton of irrigated and rainfed barley was equivalent to 1112.069 and 699.96 units per kg CO_2 production, respectively. The potential for greenhouse gas emissions has been reported by researchers in irrigated and rainfed barley equivalent was to 898.24 and 604.66 units per kg CO_2 production, respectively.
Nitrate and phosphate are essential for plant life, but increasing their concentration in the water body causes excessive growth of algae in freshwater. Further, this will reduce the amount of oxygen in the water and ultimately lead to the deterioration of the ecosystem. The potential of eutrophication in the current study in Khorramabad for one ton of irrigated and rainfed barley was equivalent to 2.66 and 2.71 units per kg po_4 production, respectively. The highest emission associated with eutrophication has been reported in wheat farms using agricultural machinery.
Increasing mechanization and the use of fossil fuels contribute to increasing GHGs emissions. This problem will not affect impact assessment and in addition to increasing the potential of global warming. Therefore, any operation affects all environmental impacts and should be considered as a management solution to reduce them. The ozone destruction potential is represented by the reference of CFC-11 unit per kg production. A large number of emission factors associated with this environmental impact from the use of pesticides and herbicides during the agricultural process. CFCs are the most important substances that have the property of destroying the ozone layer (Guinee, 2002). In the

1, 2 and 3- Ph.D. Student of Agronomy, Associated Professor, Faculty of Agriculture, University of Zabol and Associated Professor, Faculty of Agriculture, Bu-Ali Sina University, Hamadan, Iran, respectively.
(*- Corresponding Author Email: mramroudi42@uoz.ac.ir)
Doi: 10.22067/jag.v11i4.72652

present research, the difference in the potential for destruction of the ozone layer is evident in the production of irrigated barley and rainfall barley.

Conclusion

The environmental impact assessment for the production of one ton of barley has been calculated, but production is important. In the present study, considering that environmental production and release of pollutants in rainfall barley is far less compared to rainfed. Therefore, according to the research findings, corrective management for the production of barley should be applied to both irrigated and rainfed barley. Managing the use of pesticides and fertilizers is important. Properly integrated management such as rotation can be successful in reducing the application of pesticides and fertilizer.

Keywords: Design of long-term environmental, Environmental degradation, Eutrophication, Global warming.